

Algae sampling and laboratory processing of samples were performed in accordance with the methods generally accepted in hydrobiology. For diatoms identification permanent slides were made with special high-resolution mounting media. Ecological-morphological groups of benthic algae were distinguished considering the habitats of algae. The relative share in the microphytobenthos species richness was calculated for each group.

The degree of human impact on the lake ecosystem was evaluated according to the proven method, consisting in distinguishing the total number of factors, which most frequently affect the lake ecosystem.

The findings of studies on the ecological-morphological structure of microphytobenthos in Telbin Lake have made it possible to distinguish 7 ecological-morphological groups of algae. The species richness is mainly formed by periphyton and plankton, and benthons are for the most part represented by the ecological-morphological group of eurytopic littoral diatoms. In the high-degree human impact waterbody (8 points) the share of benthons' major ecological-morphological groups in the species richness decreases in 1.6–2 times, and the shares of periphyton and plankton increase 1.3–2-fold respectively, as compared with low-degree human impact waterbody (3 points).

The resulting unstable algal community consisting mainly of species getting to the lake bottom from other habitats is defined as algal aggregation, which is indicative of unfavorable conditions for residential algal flora development.

Various waterbodies of Ukraine can differ significantly in the environmental variables playing a determining role in microphytobenthos structure and abundance.

Microphytobenthos may act as a reliable biological indicator of aquatic ecosystem's disturbance caused by human pressure upon waterbodies, responding to such pressure with the transformation of its structural elements.

For several waterbodies of Ukraine detailed analysis of microphytobenthos ecological-morphological structure made it possible to characterize bottom algal communities and to distinguish algal cenoses, which allowed to assess ecological state deterioration in different areas of the waterbodies under study.

The information on the microphytobenthos structural components of urban lakes is scarce.

Therefore, studying the ecological-morphological structure of microphytobenthos in various waterbodies within Kyiv city is of high importance.

Key words: microphytobenthos, ecological-morphological structure, algal ecology, algal communities, urban area waterbody.

Надійшла 13.10.2020.

УДК [581.526.2:581.526.3](282.243.7.05)

doi: 10.25128/2078-2357.20.3-4.11

М. С. ПОГОРСЬОВА

Інститут гідробіології НАН України
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210
e-mail: chertkovams1988@gmail.com

ПРОЯВ КРАЙОВОГО ЕФЕКТУ В СТРУКТУРІ ЗАРОСТЕЙ МАКРОФІТІВ ПРИ ЗМІНІ ГІДРОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ

У роботі розглянуто зміни структурних характеристик та видового різноманіття макрофітів Кілійської дельти Дунаю при зміні екологічних умов як прояв крайового ефекту. Встановлено, що крайовий ефект достовірно проявляється при переході від лотичних умов (рукави дельти) до лентичних (непроточної водойми-кути). Показано, що в каналах, які з'єднують ці водотоки та водойми, формуються угруповання макрофітів з найбільшим видовим різноманіттям. У

виключно лотичних умовах, навіть в місцях розгалуження рукавів, та на різних відстанях від таких розгалужень прояв крайового ефекту статистично не доведено. Екологічна структура угруповань макрофітів є практично незмінною в межах кожного окремого водотоку на всій його протяжності.

Ключові слова: крайовий ефект, водні рослини, Кілійська дельта Дунаю.

Найбільш рання згадка про явище крайового ефекту з'явилася в роботах Клементса (1907 р.), який вивчав крайові угруповання та започаткував термін «екотон». В 1933 році Леопольд використав термін «крайовий ефект» безпосередньо для того, щоб описати підвищення біорізноманіття в неоднорідних фрагментарних умовах середовища [1]. Сьогодні більшість дослідників розрізняють «екотон», який означає перехідну зону між двома різними екологічними угрупованнями, та «крайовий ефект», який означає вплив своєрідних умов перехідної зони на структурні характеристики екосистеми або угруповання [2]. Після відкриття явища крайового ефекту зростає інтерес до пошуку його механізмів [3, 4, 5], але отримані науковцями дані є настільки суперечливими, що виникає думка про їх належність до несумісних екологічних феноменів. У зв'язку з цим вивчення впливу крайового ефекту на структуру заростей макрофітів, які є достатньо стабільними і досить показовими при вивченні просторових змін структури біоти, на нашу думку є продуктивним та актуальним. Слід також зазначити, що ботанічні дослідження проявів крайового ефекту стосуються переважно наземної флори, вплив на структуру заростей водних макрофітів вивчено не достатньо [6].

Матеріал і методи досліджень

Для аналізу крайового ефекту були проведені натурні дослідження в Кілійській дельті Дунаю на основних рукавах дельти, безпосередньо у внутрішніх водоймах – затоках (що мають місцеву назву «кути»), та каналах, що їх з'єднують. Здійснювалися описи рослинності на ділянках у межах основного русла (рукава), перехідного каналу та початку водойми (гирло Восточного рукава – перехідний канал – затока Ананькін кут, гирло Білгородського – перехідний канал – затока Бадика та гирло Білгородського водотоку – перехідний канал – затока Солоний кут).

Також ми перевіряли наявність крайового ефекту в межах тих основних рукавів дельти, які розгалужуються на 2 менших, а останні, у свою чергу, поділяються на ще менші рукави. При розділенні рукава відбувається зміна ширини їх русла, також змінюється і швидкість течії та перерозподіляється об'єм водного стоку [7]. Усього було обстежено два основні рукави (Старостамбульський та Очаківський) першого порядку та один рукав другого порядку – Восточний, де нами були досліджені ділянки на початку русла (відгалуження від рукава), в середній частині та в його гирлі. Визначалися всі присутні види макрофітів, а також їх проективне покриття у відсотках на декількох ділянках обстеження в 3–4 повторях. Кожна з них мала розмір 10 на 10 м. Після виконання всіх описів дані щодо проективного покриття були всереднені для кожної з виділених частин водотоку.

Зміни біорізноманіття оцінювали за допомогою індексу Шеннона, який інтегрує видове багатство та рівномірність представленості видів в угрупованні. Значимість результатів оцінювалась за допомогою перевірки нульової гіпотези, відсутності змін у середніх значеннях вибірки з використанням критерію Стьюдента. Для того, щоб виміряти ступінь, до якого індекс Шеннона змінюється в зоні границі, порівняно з ділянками, які знаходяться на відстані від неї, ми використали формулу розрахунку амплітуди крайового ефекту D [8]:

$$D = (e - i) / (e + i),$$

де e – значення параметру в зоні границі, i – значення параметру в частині водного об'єкту, яка знаходиться на віддаленні від границі.

Розрахунки здійснювалися в програмному забезпеченні PAST. Екологічна структура рослинних заростей описана за категоріями Распопова [9].

Результати досліджень та їх обговорення

Загалом було виявлено 27 видів судинних рослин та нитчасті водорості, видова та родова належність останніх не визначалася. До екологічної групи «болотні» належить 1 вид *Iris pseudacorus* L., 1 вид – до групи «гідрофіти»: *Solanum dulcamara* L., 9 видів – до «гелофітів»: *Butomus umbellatus* L., *Equisetum fluviatile* L., *Sagittaria sagittifolia* L., *Sparganium erectum* L., *Glyceria maxima* C. Hartm., *Phragmites australis* Trin. ex Steud, *Typha angustifolia* L., *Typha latifolia* L., *Schoenoplectus lacustris* Holmb. Сім видів гідатофітів: *Ceratophyllum demersum* L., *Elodea canadensis* Michx., *Myriophyllum spicatum* L., *Najas marina* L., *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Vallisneria spiralis* L.. Дев'ять видів плейстофітів: *Azolla caroliniana* Willd., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Lemna minor* L., *Salvinia natans* (L.) All., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid., *Nymphaea alba* L., *Nymphoides peltata* S.G.Gmel. O Kuntze, *Potamogeton nodosus* Poir, *Trapa natans* L.

В основному руслі рукава Білгородський переважають зарості *Phragmites australis*, перед якими часто зустрічаються *Sparganium erectum* та *Iris pseudacorus*. У каналі Білгородський – Бадика, домінантом серед гелофітів виступає *Phragmites australis*, інші види приблизно в рівних пропорціях утворюють мозаїчні зарості вздовж поясу гелофітів. На початку кута Бадика гелофіти перестають грати визначальну роль, домінантами виступають *Trapa natans* та *Potamogeton nodosus*, які утворюють широкі пояси. Між ними трапляються представники інших видів.

Канал Білгородський – Солоний має два домінуючих види серед повітряно-водних *Phragmites australis* і *Sparganium erectum*, які утворюють пояси вздовж обох сторін каналу з більшою часткою *Phragmites australis*. Перед ними утворюються мозаїчні зарості з домінуванням *Potamogeton nodosus*, *Salvinia natans* та *Ceratophyllum demersum*. На початку водойми Солоний кут домінує *Trapa natans*, серед заростей якого приблизно в рівних долях трапляються інші види.

У ділянці основного русла рукава Восточний серед гелофітів домінує *Phragmites australis*, а серед справжніх водних рослин – *Hydrocharis morsus-ranae*. Канал Восточний – водойма Ананькин кут характеризується домінуванням *Phragmites australis* серед гелофітів та *Hydrocharis morsus-ranae* серед справжніх водяних рослин також, хоча тут спостерігається зростання кількості видів. На початку самої водойми основним домінантом вже виступає *Trapa natans* з абсолютним домінуванням та проективним покриттям, що подекуди перевищує 100 %.

Розглянемо далі зміни значень індексу Шеннона при переході від лотичних до лентичних умов, а також статистичні параметри (таблиця 1.)

Таблиця 1

Значення індексу Шеннона та статистичні параметри

| Водні системи | Індекс Шеннона | | |
|-----------------------------------|----------------|-------|----------------|
| | Кінець рукава | Канал | Початок затоки |
| Восточний рукав – Ананькін кут | 1.215 | 1.541 | 1.193 |
| Білгородський рукав – Бадика кут | 1.3 | 1.632 | 1.342 |
| Білгородський рукав – Солоний кут | 1.3 | 2.008 | 1.323 |
| Статистичні параметри | | | |
| Середнє значення вибірки | 1.272 | 1.727 | 1.286 |
| Середнє кв. відхилення | 0.049 | 0.25 | 0.081 |

Найвищі показники інформаційного різноманіття мають перехідні водотоки (канали), де більше виражений прояв крайового ефекту. Встановлені статистично достовірні відмінності між показниками індексу Шеннона в кінцевій ділянці рукава та каналу (значення критерію Стьюдента 3.16), а також між каналом та початком кута (значення критерію Стьюдента 2.98) на рівні значимості $p=0.05$, що свідчить про вираженість крайового ефекту в цій вибірці.

Після проведеного аналізу екологічних груп було виявлено, що зміни відбуваються за рахунок зниження кількості високотравних гелофітів та зростання кількості плаваючих плейстофітів. Приклад структури екотону гідробіоценозу зображено на рис 1.

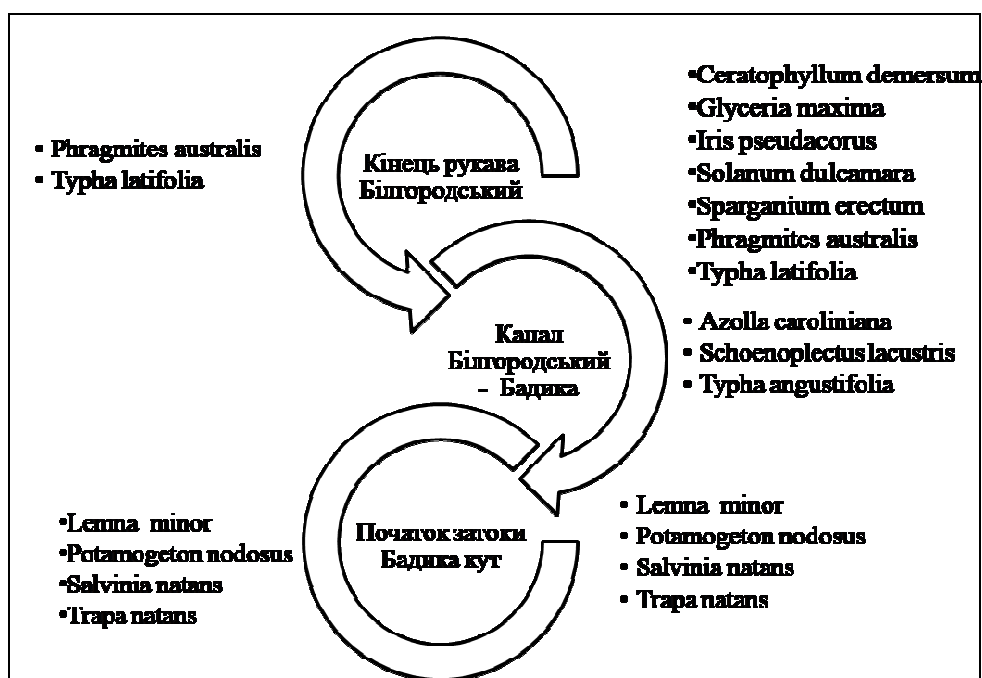


Рис 1. Приклад структури екотону гідробіоценозу водних систем рукав – канал – затока.

Тільки в рукаві зростали 7 видів макрофітів, серед яких один гідрофіт *Solanum dulcamara*, один болотний – *Iris pseudacorus*, чотири види гелофітів і лише один гідрофіт з групи гідатофітів – *Ceratophyllum demersum*. У каналі залишаються лише два з них – *Phragmites australis* та *Typha latifolia*, однак з'являються нові види гелофітів – *Schoenoplectus lacustris* та *Typha angustifolia*, які на початку затоки зникають, а також п'ять видів гідрофітів, чотири з яких зростають і у водоймі (*Lemma minor*, *Potamogeton nodosus*, *Salvinia natans*, *Trapa natans*).

Розрахувавши амплітуду крайового ефекту (див. рис. 2), яка може коливатися в діапазоні від -1 до +1. Загалом вираженість крайового ефекту незначна (0.1–0.3). Найбільш контрастно крайовий ефект виявляється в системі Білгородський рукав – Солений кут.

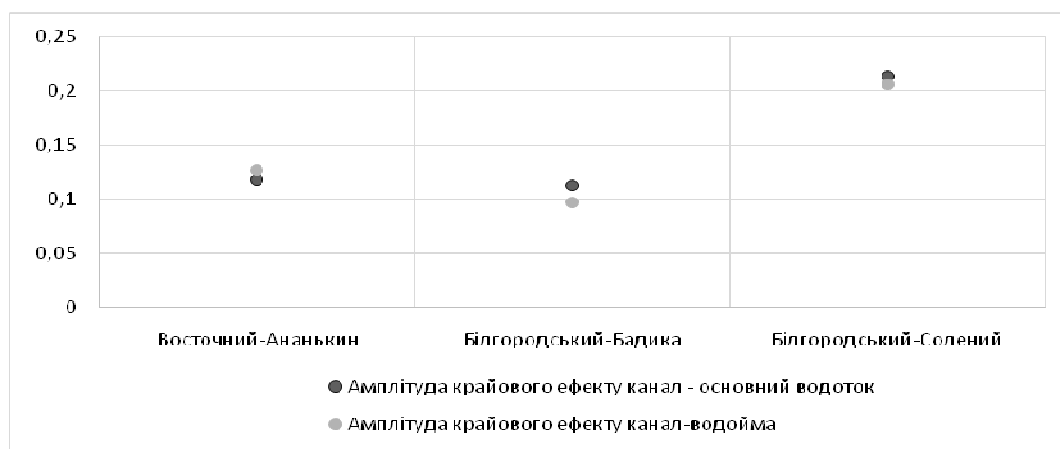


Рис. 2. Амплітуда крайового ефекту

Розглянемо коливання показників індексу Шеннона при зміні гідролого-гідрохімічного режиму в межах водотоку (див. табл. 2). Рукав Очаківський має переважно мозаїчні змішані зарості. На початку водотоку серед повітряно-водних рослин домінують *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, пояс справжніх водних рослин формують переважно *Potamogeton nodosus*, *P. perfoliatus*, *Trapa natans*. Спорадично трапляються інші представники вищої водяної флори. У середній частині поясу знижується частка *Typha angustifolia*, а *Phragmites australis* та *Typha latifolia* залишаються домінуючими видами. Таким же серед справжніх водяних рослин залишається тільки *Potamogeton perfoliatus*.

Таблиця 2

Значення індексу Шеннона та статистичні параметри

| Водні об'єкти | Індекс Шеннона | | |
|--------------------------|----------------|-----------------|------------------------|
| | Початок рукава | Середина рукава | Гирлова ділянка рукава |
| Очаківський | 1.999 | 1.111 | 2.129 |
| Восточний | 1.279 | 0.485 | 2.28 |
| Старостамбульський | 1.176 | 0.357 | 0.872 |
| Статистичні параметри | | | |
| Середнє значення вибірки | 1.48 | 0.65 | 1.8 |
| Середнє кв. відхилення | 0.37 | 0.33 | 0.67 |

У кінці ділянки рукава доміантним видом стає *Typha angustifolia*, ув заростях якої часто трапляється *Spirodela polyrrhiza*, займаючи до половини площі заростей. Перед ними формується пояс справжніх водяних рослин з домінуванням *Trapa natans* у наводному шарі та *Potamogeton perfoliatus* в товщі води.

У рукаві Восточний домінуючим видом серед гелофітів виступає також *Phragmites australis*. Серед справжніх водних рослин на ділянках початку та середини домінуючі види відсутні, а в прикінцевій ділянці домінують *Hydrocharis morsus-ranae* та *Ceratophyllum demersum*.

Рукав Старостамбульський має переважуючі зарості *Phragmites australis*, хоча подекуди їх змінюють зарості *Typha angustifolia* та *Typha latifolia*, які утворюють широкий пояс рослинності вздовж водотоку по обох берегах ріки. Інші види трапляються лише в мілководних заводях, де домінують переважно види роду *Potamogeton*.

Згідно отриманих даних, статистично достовірні відмінності між показниками індексу Шеннона на ділянках початку, середини та кінця водотоку не виявлені (значення критерію Стьюдента 1.73 між початком та серединою водотоку, 2.01 між серединою та гирлом водотоку та 0.34 між початком та кінцем водотоку). Отже, ми не можемо довести існування крайового в цих об'єктах, незважаючи на те, що спостерігаємо тенденцію до зростання видового різноманіття на початку та в кінці водотоку.

Структура заростей схожа в межах одного водотоку та відрізняється між різними водотоками. У рукаві Очаківський переважають групи високотравних гелофітів та плаваючих плейстофітів, в Старостамбульському – високотравних гелофітів та вкорінених гідатофітів, а у Восточному домінують низькотравні гелофіти та плаваючі плейстофіти.

Висновки

Отже, нами було достовірно виявлено, що крайовий ефект для макрофітів в Кілійській дельті Дунаю проявляється при переході від рукавів до внутрішніх водойм – кутів. У каналах, які з'єднують їх, відмічено найбільше видове різноманіття та найвищий індекс Шеннона. Щодо структури заростей макрофітів, то відбувається зростання біологічного різноманіття, зменшення ролі монодомінантних угруповань, також помітне зростання кількості плаваючих плейстофітів. У межах основних рукавів дельти виявлено зниження видового різноманіття в середній частині водотоку та підвищення в початковій ділянці після поділу водотоку вищого порядку і в прикінцевій ділянці, де зростає вплив моря, однак статистично достовірних відмінностей, які б дозволили стверджувати про існування тут крайового ефекту, не виявлено,

екологічна структура макрофітів при цьому залишається практично незмінною в межах кожного окремого рукава.

1. Ries L., Fletcher R. J., Battin J., Sisk T. D. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2004. Vol. 35. P. 491–522.
2. Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology / R. Leemans (Ed.). 2013. P. 147–160.
3. Cadenasso M. L., Pickett S.T.A., Weathers K. C., Jones C. G. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*. 2003. Vol. 53. P. 750–758.
4. Fletcher R. J., Koford R. R. Spatial responses of bobolinks (*Dolichonyx oryzivorus*) near different types of edges in northern Iowa. *The Auk*. 2003. Vol. 120. P. 799–810.
5. Kingston S. R., Morris D. W. Voles looking for an edge: habitat selection across forest ecotones. *Canadian Journal of Zoology*. 2000. Vol. 78. P. 2174–2183.
6. Ibáñez I., Katz D.S.W., Peltier D. et al. Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess – multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*. 2014. Vol. 102, № 4. P. 882–895.
7. Гидрология дельты Дуная / Под ред. В. Н. Михайлова. М. : Геос, 2004. 448 с.
8. Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*. 2005. Vol. 19, № 3. P. 768–782.
9. Расповов И. М. Высшая водная растительность больших озер Северо – Запада СССР. Л., 1985. 197 с.

References

1. Ries L., Fletcher R. J., Battin J., Sisk T. D. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2004. Vol. 35. P. 491–522.
2. Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology / R. Leemans (Ed.). 2013. P. 147–160.
3. Cadenasso M. L., Pickett S.T.A., Weathers K. C., Jones C. G. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*. 2003. Vol. 53. P. 750–758.
4. Fletcher R. J., Koford R. R. Spatial responses of bobolinks (*Dolichonyx oryzivorus*) near different types of edges in northern Iowa. *The Auk*. 2003. Vol. 120. P. 799–810.
5. Kingston S. R., Morris D. W. Voles looking for an edge: habitat selection across forest ecotones. *Canadian Journal of Zoology*. 2000. Vol. 78. P. 2174–2183.
6. Ibáñez I., Katz D.S.W., Peltier D. et al. Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess – multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*. 2014. Vol. 102, № 4. P. 882–895.
7. Гидрологија дел'ти Дунаја / Под ред. В. Н. Мижалова. М. : Геос, 2004. 448 с. [in Russian]
8. Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*. 2005. Vol. 19, № 3. P. 768–782.
9. Raspopov I. M. Vysshaja vodnaja rastitel'nost' bol'shih ozer Severo – Zapada SSSR. L., 1985. 197 s. [in Russian]

M. Pohorielova

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, Ukraine

THE EDGE EFFECT ON MACROPHYTE COMMUNITIES UNDER CHANGING HYDROLOGICAL CONDITIONS

This paper considers the changes in the structural characteristics and macrophyte underwood species diversity of the Kiliya Danube Delta as a detection of the edge effect when the environmental conditions are changing. A total of 27 species of water vascular plants were identified. Moreover, filamentous algae were found but their species and genus were not determined. Biodiversity changes were evaluated using the Shannon Index which integrates species richness and their uniformity in the group. The significance of the results was assessed by testing the null hypothesis which is to verify the absence of changes in the average values of the sample using the Student's t test. Transitional watercourses (channels) have the highest indicators of information diversity where the manifestation of the edge effect is more distinct. There were statistically significant differences between the Shannon index in the end of the branch and the channel, as well as between the channel and the

beginning of the water body, at the level of $p = 0.05$ which indicates the strength of the edge effect in the sample. It is established that the edge effect is reliably displayed in the transition from lotic (delta branches) to lentic conditions (non-flowing reservoirs – "corners"). It is displayed in the form of increasing biological diversity, decreasing in the role of monodominant groups and also in increasing floating pleistophytes quantity. Also in the channels which connect a flowing stream and waterbody is the highest species diversity and the highest Shannon index. Under lotic conditions even in the places of branch ramification and at different distances from such branches, the manifestation of the edge effect is not statistically proven. Therefore, we cannot prove the existence of edge effect in these objects despite the fact that we observe a tendency to increase species diversity at the beginning and end of the watercourse. The ecological structure of macrophyte groups is practically unchanged within each individual watercourse along its entire length. The Ochakivsky branch is dominated by groups of high-grass helophytes and floating pleistophytes, in Starostambulsky by groups of high-grass helophytes and rooted gidatophytes, and in the Vodtochny by low-grass gelophytes and floating pleistophytes.

Key words: edge effect, macrophytes, Kilia Danube delta.

Надійшла 29.10.2020.